



Unité de Service Enseignement  
et Formation en Elevage  
Campus de Baillarguet, TA A-71 / B  
34 398 MONTPELLIER Cedex 5



Université Montpellier II  
UFR – Fac de Sciences  
Place Eugène Bataillon  
34 095 MONTPELLIER Cedex 5

## **MASTER**

**BIOLOGIE GEOSCIENCES AGRORESSOURCES ENVIRONNEMENT**

**SPECIALITE ECOLOGIE FONCTIONNELLE ET DEVELOPPEMENT DURABLE**

**PARCOURS ELEVAGE DES PAYS DU SUD :**

**ENVIRONNEMENT, DEVELOPPEMENT**

---

## **SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE DE SECONDE ANNEE**

# **LA BIOLOGIE DE LA REINTRODUCTION**

Présenté par

**Thomas PRIN**

Année universitaire 2007-2008

CIRAD-Dist  
UNITÉ BIBLIOTHÈQUE  
Baillarguet

CIRAD



\*000092857\*

## **RESUME**

Il existe désormais un domaine reconnaissable de la biologie de la réintroduction. Depuis le début des années 1980, les programmes de réintroduction sont en constante augmentation. Cependant, historiquement, ces projets ont connu un faible taux de réussite. L'objectif de cette synthèse bibliographique est de déterminer si la biologie de la réintroduction peut être considérée comme un outil de conservation des espèces.

L'Union Mondiale pour la Nature (UICN), après sa prise de position relative aux transferts d'organismes vivants en 1987, publia en 1998 les Lignes Directrices Relatives aux Réintroductions, dont le plan a été utilisé pour mener à bien cette synthèse.

Les objectifs d'un programme peuvent être multiples, le principal restant l'établissement d'une population viable, en liberté, dans son milieu naturel. De nombreuses activités préparatoires doivent être menées, qu'il s'agisse d'activités purement biologiques comme l'évaluation du site, le choix du stock d'individus et sa préparation, les risques sanitaires, les techniques de lâcher, ou d'activités annexes comme les conditions socio-économiques, juridiques, la création d'une équipe multidisciplinaire, les efforts de sensibilisation des communautés ou la recherche de financements. La majorité des difficultés n'est généralement pas rencontrée sur des questions biologiques.

Il est nécessaire d'établir un programme d'évaluation afin d'identifier clairement la rentabilité et la réussite du projet à travers une récolte minutieuse de données après le lâcher.

De nombreux points restent à améliorer mais il semble évident que la réintroduction offre des potentiels de recherches énormes pour le futur. Une des priorités reste le développement de lignes directrices détaillées en fonction des espèces étudiées. De même, un effort est à faire dans la publication de résultats concernant les réintroductions, même si ces dernières sont des échecs.

**MOTS CLES :** Réintroduction ; Conservation ; Espèces menacées ; Gestion ; Evaluation

## SOMMAIRE

Résumé.....	3
Introduction.....	5
I - <u>Buts et objectifs de la réintroduction</u> .....	6
1 - Buts.....	6
2 – Objectifs.....	6
II - <u>Activités préparatoires</u> .....	6
1 - Activités biologiques	
1.1 - Etude de faisabilité et recherche sur le contexte.....	7
1.2 - Réintroductions antérieures.....	7
1.3 - Choix du type et du site de lâcher.....	7
1.4 - Evaluation du site de réintroduction.....	8
1.5 - Disponibilité d'un stock approprié pour le lâcher.....	8
2 - Conditions socio-économiques et juridiques.....	9
III - <u>Etapas de planification, de préparation et du lâcher</u> .....	11
IV - <u>Activités après le lâcher</u> .....	13
Conclusion.....	15
Bibliographie.....	16
Annexe.....	18

## INTRODUCTION

Les hommes ont déplacé des animaux, domestiques ou captifs, d'une région à une autre, depuis des millénaires (Seddon *et al.*, 2007).

L'Union Mondiale pour la Nature (UICN) élaborera en 1987 une prise de position relative au transfert d'organismes vivants (IUCN/SSC, 1998). Mais, devant l'augmentation de projets de réintroduction dans le monde entier, à la fin des années 80 (Kleiman D., 1989), l'IUCN créa en 1988 le Groupe de Spécialistes de la Réintroduction (RSG) qui, à sa création, comptait 80 membres, et qui en possède aujourd'hui plus de 200. Ce groupe relève de la Commission de la sauvegarde des espèces de l'IUCN et maintient une base de données de près de 700 projets de réintroduction (Seddon *et al.*, 2007). Il publia en 1998 les Lignes Directrices de l'IUCN Relatives aux Réintroductions.

La terminologie relative aux réintroductions est utilisée de façon inconstante, ce qui peut prêter à confusion (Armstrong D., Seddon P., 2007). Nous suivrons la terminologie soulignée dans les Lignes Directrices de l'IUCN Relatives aux Réintroductions (IUCN/SSC, 1998).

- « Réintroduction » : essai d'implanter une espèce dans une zone qu'elle occupait autrefois, mais d'où elle a été éliminée ou d'où elle a disparu (« Ré-établissement » est un synonyme, mais suppose que la réintroduction ait réussi).
- « Transfert » : déplacement délibéré et provoqué par l'homme d'individus sauvages vers une population existante de la même espèce.
- « Renforcement » : apport d'individus à une population existante de la même espèce.
- « Conservation/Introductions bénignes » : essai d'établir une espèce afin de la conserver hors de son aire de répartition connue, mais au sein d'un habitat et d'une zone éco-géographique adéquats.

Face à l'hypothèse simple qu'en réintroduisant des individus d'une espèce dans un habitat approprié, il est possible de restaurer la biodiversité naturelle, nous comprenons aisément l'augmentation croissante de ce procédé. Il existe désormais un domaine reconnaissable de la biologie de la réintroduction (Seddon *et al.*, 2007) qui est devenu un outil précieux pour la conservation car il présente le potentiel de sauver de nombreuses espèces de l'extinction (Jule *et al.*, 2008).

Cependant, historiquement, les réintroductions d'espèces ont connu un faible taux de succès et il est reconnu qu'il est nécessaire d'accentuer les recherches dans ce domaine afin d'améliorer la situation (Armstrong *et al.*, 2007).

Par conséquent, pouvons-nous considérer la biologie de la réintroduction comme un outil de conservation des espèces ?

Pour mener à bien cette synthèse bibliographique, nous suivrons le plan donné dans les Lignes Directrices de l'IUCN Relatives aux Réintroductions (1998).

# **I - BUTS ET OBJECTIFS DE LA REINTRODUCTION**

## **1 - Buts**

Le but principal de la réintroduction devrait être d'établir une population viable en liberté, d'une espèce, d'une sous-espèce ou d'une race, dans son habitat et dans son aire de répartition naturels antérieurs dont elle a disparu localement ou mondialement (Beck *et al.*, 2007).

## **2 - Objectifs**

Trois-quarts des réintroductions ont été conduits dans des objectifs de conservation (Fischer J., Lindenmayer D., 2000). Les objectifs comprennent :

- L'augmentation des chances de survie de l'espèce à long terme.
- Le ré-établissement d'une espèce clé de voûte (au sens écologique ou culturel).
- L'augmentation ou le maintien de la biodiversité.
- Fournir des bénéfices économiques à long terme aux populations locales.
- Une combinaison de ces objectifs

Il apparaît essentiel de définir clairement les objectifs d'un programme de réintroduction car son succès ou son échec sera jugé sur la réussite des objectifs initiaux (Kleiman *et al.*, 2000).

# **II - ACTIVITES PREPARATOIRES**

## **1 - Activités biologiques**

### **1.1 - Etude de faisabilité et recherche sur le contexte**

Tout d'abord, les individus devant être réintroduits doivent faire l'objet d'une évaluation taxonomique. En effet, plus les individus seront proches (par exemple de la même sous-espèce) de ceux qui ont disparu, plus les chances de réussite d'un programme seront élevées (Kleiman D., 1989).

Ensuite, il faut procéder à une étude approfondie du statut et de la biologie des populations sauvages (si existantes) afin de déterminer les besoins caractéristiques de l'espèce. Pour la faune, de très nombreux points sont à étudier comme par exemple leur habitat préférentiel, leur éthologie, leur régime alimentaire ou encore, leurs maladies. Les facteurs biologiques jouent un rôle dans la viabilité de la population en agissant sur les taux de survie et de fécondation, qu'ils soient d'origine génétique, comportementale ou environnementale (Sarrazin F., Barbault R., 1996). Toutes ces données sont essentielles pour la mise en place d'un programme de réintroduction. Se sont les premières à étudier car elles déterminent les démarches à suivre dans toutes les étapes d'une mise en place d'un tel programme que se soit pour l'évaluation du site de réintroduction, le nombre et la composition des groupes à réintroduire ou encore les risques sanitaires.



Pour la flore, il en est de même mais, pour beaucoup de plantes menacées, souvent peu de choses sont connues comme par exemple les mécanismes de pollinisation ou les conditions de germination (Allen H., 1994).

Une bonne étude de l'espèce est capitale pour tout le programme (IUCN/SSC, 1998).

De plus, des modélisations du développement de la population réintroduite doivent accompagner toute évaluation de réintroduction afin, d'explorer les possibles conséquences à court terme des stratégies de gestion, d'identifier les taux clés et vitaux, de fournir des informations sur les incertitudes de la persistance de la population, et de juger la viabilité à long terme (Seddon *et al.*, 2007).

La majorité des auteurs s'accordent à dire que plus le nombre d'individus relâchés est élevé, plus les chances de succès sont grandes (Griffith *et al.*, 1989 ; Armstrong et Seddon, 2007 ; Seddon *et al.*, 2007 ; Fischer et Lindenmayer, 2000 ; Kleiman D., 1989 ; Komers et Curman, 2000 ; Wolf *et al.*, 1996) (cf.1.5). La modélisation de la viabilité de la population, par exemple, a été réalisée par Leaper *et al.* (1999) afin de déterminer le nombre nécessaire de sangliers à réintroduire dans un programme en Ecosse.

### 1.2 - Réintroductions antérieures

Avant d'entamer un programme de réintroduction, il faut effectuer une recherche approfondie, dans la littérature, sur les réintroductions antérieures (IUCN/SSC, 1998). Les informations écologiques obtenues sont essentielles pour déterminer les points historiques critiques de la vie de l'espèce (Griffith B., *et al.*, 1989).

Le nombre des publications a explosé depuis les années 1990 (Armstrong D., *et al.*, 2007). Mais, la littérature reste fragmentée (Seddon J., *et al.*, 2007).

Un problème majeur persiste. Bien que la majorité des auteurs s'accordent à dire que la plupart des réintroductions échouent, pour les animaux (Armstrong D., Seddon P., 2007 ; Booth W., 1988 ; Fischer J., Lindenmayer D., 2000 ; Seddon J., 1999 ; Kleiman D., 1989 ; Griffith B., *et al.*, 1989 ; Wolf C., *et al.*, 1996), comme pour les végétaux (Allen W., 1994), les programmes qui fonctionnent sont surexposés dans la littérature (Reading R., *et al.*, 1997), au détriment des échecs dont il faudrait augmenter les publications.

De plus, la plupart des textes sont uniquement descriptifs (Armstrong D., *et al.*, 2007), ou encore, se focalisent, par exemple dans le domaine sanitaire, sur les maladies zoonotiques (Mathews F., 2006).

### 1.3 - Choix du type et du site de lâcher

Il existe 2 types de lâcher : la « méthode douce » et la « méthode forte » (Armstrong D., Seddon J., 2007). Le premier consiste à apporter une aide à l'espèce visant à être réintroduite. Cette aide peut être de plusieurs formes. Les individus peuvent, recevoir une aide alimentaire, être placés dans un parc grillagé afin de s'habituer à leur nouvel environnement, être lâchés de façon dispersée dans le temps (Hardman B., Moro D., 2006), ou encore recevoir un apprentissage (dans le cas d'animaux initialement captifs) afin de s'acclimater le mieux possible. Le temps et les conditions

de cette aide seront définis en fonction de l'espèce et des objectifs du programme.

De plus, il est préférable de relâcher les individus dans un habitat qui n'a pas d'autres membres de l'espèce à moins que le but du lâcher soit l'augmentation de la diversité génétique dans une région déterminée (Kleiman D., *et al.*, 1994 ; IUCN/SSC, 1998 ; Kleiman D., 1989 ; Leberg P., 1993).

Un lâcher dans un habitat saturé peut entraîner plusieurs conflits intra-spécifiques comme la compétition pour les ressources, des perturbations sociales, une inondation génétique, ou le transfert d'un nouvel agent pathogène.

Enfin, à l'heure actuelle, les Systèmes d'Information Géographique (SIG) permettent de déterminer efficacement les meilleurs sites de lâcher d'une zone (Seddon P., *et al.*, 2007).

#### 1.4 - Evaluation du site de réintroduction

La principale cause du déclin de la plupart des espèces est la destruction de l'habitat (Kleiman D., 1989). Bien que l'objectif général d'une réintroduction soit le rétablissement d'une espèce, de plus en plus de réintroductions apparaissent dans le contexte de programmes de restauration des écosystèmes (Lipsey M., *et al.*, 2007).

Tout d'abord, le site doit posséder une capacité de charge suffisante pour soutenir la croissance de la population réintroduite et la supporter à long terme (Armstrong D., Seddon P., 2007 ; IUCN/SSC, 1998 ; Kleiman D., 1989). Comme cela a été fait par Thatcher C. *et al.* (2006), les Systèmes d'Information Géographique présentent aujourd'hui des possibilités importantes pour modéliser la disponibilité d'un habitat.

De plus, les causes à l'origine du déclin de la population doivent être contrôlées ou éliminées. Ce point est souvent difficile à résoudre notamment lorsqu'il s'agit d'animaux carnivores (Jule K., *et al.*, 2008).

Il est également nécessaire d'évaluer une possible modification de l'habitat depuis la disparition de l'espèce. Cette modification peut être de plusieurs ordres. Elle peut être une évolution naturelle de la végétation, une modification de l'environnement culturel, juridique ou politique, ou encore l'explosion démographique d'une autre espèce qui a comblé le vide créé par la disparition de l'espèce concernée (Armstrong D., Seddon P., 2007 ; IUCN/SSC, 1998 ; Kleiman D., 1989).

Enfin, le site doit être protégé légalement (en tant que réserve ou parcs par exemple) et la protection doit être efficace (Aveling R., Mitchell A., 1982 ; Borner M., 1985).

#### 1.5 - Disponibilité d'un stock approprié pour le lâcher

Il existe 2 types de stock : un stock sauvage ou un stock captif. Les projets utilisant des individus issus de populations sauvages sont plus susceptibles de réussir (Fisher J., Lindenmayer D., 2000 ; Griffith B., *et al.*, 1989 ; Jule K., *et al.*, 2008 ; Kleiman D., Beck B., 1994 ; Komers P., Curman G., 2000 ; Mathews F., *et al.*, 2006). Quel que soit le stock utilisé, les individus sélectionnés pour le lâcher doivent être le plus proche possible de la population d'origine afin de présenter des caractéristiques écologiques semblables (IUCN/SSC, 1998).

La grande différence réside dans la préparation des individus issus de stocks captifs qui impliquent de nombreux risques.

En effet, depuis l'explosion de la gestion scientifique des zoos, au début des années 1980, l'utilisation d'animaux nés en captivité est devenue de plus en plus faisable (Kleiman D., Beck B., 1994). Cependant, il est important de noter que des projets de réintroduction peuvent choisir l'utilisation d'individus captifs mais qu'en aucun cas, des projets de réintroduction doivent être menés dans le but de se débarrasser d'un surplus captif.

Une des grandes difficultés dans l'utilisation d'animaux captifs est de les libérer de leur empreinte ou de leur dépendance à l'homme afin de minimiser les risques que l'homme présente pour les individus lâchés et inversement. Par exemple, un des facteurs significatifs de la mortalité d'animaux captifs après le lâcher est la prédation (Seddon P., *et al.*, 2007).

Il est nécessaire d'apprendre aux individus captifs à vivre seuls. Ce processus peut être long et coûteux, notamment lorsqu'il s'agit d'espèces complexes socialement comme les grands singes par exemple (Beck B., *et al.*, 2007). Une espèce grégaire nécessite moins de préparation qu'une espèce vivant en groupe, tout comme une espèce arboricole vis à vis d'une espèce terrestre. De même, une espèce migratrice doit apprendre comment s'orienter et développer des itinéraires à travers un habitat naturel, ou encore une espèce territoriale doit apprendre à définir les limites de son domaine (Kleiman D., 1989).

Enfin, l'état du stock doit être garanti de manière régulière et prévisible en fonction des dispositions prévues par le programme (IUCN/SSC, 1998). Cela implique de connaître l'effectif de la population visant à être réintroduite, tout comme la structure et la composition. Le programme doit également définir clairement le temps sur lequel il souhaite procéder aux lâchers afin de disposer d'un stock en conséquence.

Généralement, plus le nombre d'individus réintroduits est élevé, plus les chances de réussite du projet sont grandes (cf. 1.1). De plus, une petite population d'animaux présente un risque plus important d'être affectée par la perte d'un individu ou par une maladie (Cunningham A., 1996). Souvent, un faible effectif est relié à une réintroduction qui présente de mauvaises probabilités de succès, ou un manque de financements (Armstrong D., Seddon P., 2007). Ceci n'est pas toujours le cas, car dans certaines conditions, comme celles présentées par Taylor S. *et al.* (2005) où la réintroduction de petits groupes d'oiseaux, dans des îles néo-zélandaises, a présenté de bons taux de succès.

## 2 - Conditions socio-économiques et juridiques

Sauver une espèce menacée peut être une affaire controversée et décourageante (Booth W., 1988). De ce fait, il est nécessaire, avant d'entreprendre un programme de réintroduction, de disposer d'un engagement politique et financier à long terme. Il faut concerter des professionnels de la réintroduction quant aux coûts de précédents projets afin que les différents besoins soient connus avant d'initier un programme (Beck B., *et al.*, 2007).

Tout d'abord, il faut réaliser des études socio-économiques (IUCN/SSC, 1998) afin d'évaluer les coûts et les bénéfices d'un projet pour les populations locales. Il n'est pas productif que la population locale souffre économiquement du projet (Kleiman D.,



Beck B., 1994).

Le regard que portent les populations locales à un programme est extrêmement important afin d'assurer la protection à long terme de l'espèce réintroduite.

Le support des communautés peut être atteint par des bénéfices économiques (par exemple à travers de l'éco-tourisme ou des offres d'emplois), de l'éducation à la conservation ou d'autres encore. Cette sensibilisation peut s'effectuer à travers des groupes de rencontre, des visites dans les écoles. Un programme de réintroduction doit développer un effort de relations publiques qui doit viser la communauté entière et particulièrement les membres des populations locales (Kleiman D., Beck B., 1994). Les médias peuvent être un bon moyen de communication à travers la télévision, la radio, les journaux ou les magazines. Ils permettent de tenir informés les locaux de l'état d'avancement du projet. Enfin, la sensibilisation peut également passer par la création de matériel tels que des carnets, des T-shirts, des posters ou encore des pin's. Ce type d'action permet d'assurer la continuité, sur le long terme, du soutien au projet, et de la protection de l'espèce et de son habitat, comme cela est présenté par Kleiman D. (1989) dans le programme de réintroduction du tamarin lion doré au Brésil.

Deuxièmement, la réintroduction doit être réalisée avec l'aval et la participation de toutes les institutions gouvernementale concernées. Ce point est extrêmement important lorsqu'il s'agit de réintroduction dans des zones frontalières où la population réintroduite peut se propager dans d'autres états, provinces ou territoires (Beck B., *et al.*, 2007 ; IUCN/SSC, 1998).

De plus, il faut évaluer la politique gouvernementale envers la réintroduction et le taxon concerné, au niveau national, provincial, voir international. Ce point peut paraître évident mais une simple erreur à ce niveau peut stopper l'intégralité d'un programme, peu importe l'énergie et les financements qui ont été mis dans sa préparation et son organisation (Kleiman D., 1989).

Enfin, à travers l'étude de 2 exemples, celui de la réintroduction de la loutre aux Etats-Unis présenté par Booth W. (1988) et celui de la réintroduction de plantes, aux Etats-Unis également, présenté par Allen W. (1994), la situation controversée et décourageante que peuvent rencontrer des programmes de réintroduction apparaît clairement.

En ce qui concerne la loutre, les biologistes, initiateurs du programme, ont dû faire face à de nombreuses difficultés. Si, dans un premier temps, il était aisé de sensibiliser les populations à la réintroduction de la loutre par son image symbolique, la situation était beaucoup plus complexe, après l'initiation du programme, face aux pêcheurs et aux industriels de l'huile (pour lesquels la loutre présente un obstacle). Il est toujours plus simple de trouver des investissements pour sauver une espèce charismatique, mais un scientifique n'est pas nécessairement préparé à travailler dans un environnement où tout est controversé et politique. Afin d'assurer la pérennité d'une réintroduction, toutes les parties concernées (gouvernementales, scientifiques et autres) doivent être concertées afin de trouver les accords qui satisfassent chacun.

Pour ce qui est de la réintroduction de plantes, les biologistes se trouvent

régulièrement confrontés aux promoteurs immobiliers, qui disposent d'une force importante, compte tenu des enjeux économiques de leurs projets. Il est difficile de concilier les réalités écologiques du long terme avec les impératifs économiques du court terme. Les agences gouvernementales doivent trouver des parades afin d'accorder les différentes parties. Certains biologistes, comme Ken Berg, coordinateur du Programme des Plantes Menacées en Californie, vont jusqu'à dire que dans ce genre de conflits, la biologie occupe 10%, le reste est politique.

### **III - ETAPES DE PLANIFICATION, DE PREPARATION ET DU LACHER**

Ces étapes, préliminaires à l'initiation d'un programme de réintroduction, regroupent une grande partie des notions données dans les chapitres ci-avant.

Tout d'abord, les gestionnaires doivent clairement définir les buts et les objectifs du programme de réintroduction, l'objectif majeur restant l'implantation d'une population viable, indépendante de l'homme, dans un milieu sauvage. Peuvent s'y rajouter des objectifs de réintroduire des espèces phares dans un écosystème, de maintenir ou restaurer la biodiversité naturelle ou encore d'améliorer la diversité génétique d'un taxon. Tout dépend de l'espèce étudiée et du contexte du programme, mais cette étape est cruciale puisqu'elle détermine les différentes démarches de l'intégralité du projet.

Avant toute chose, il faut obtenir les approbations des différentes institutions gouvernementales, des propriétaires fonciers, de toutes les parties qui peuvent, de loin comme de près, être affectées par le programme. Cela afin de minimiser les risques de se retrouver face à de grandes difficultés, en cours de projet, qui risqueraient de compromettre son intégralité.

Ensuite, il faut constituer une équipe multidisciplinaire. Une réintroduction suppose une approche multidisciplinaire. De ce fait, l'équipe doit comprendre des personnes aux formations différentes et surtout aux appartenances différentes. Cela peut inclure des membres de l'administration, des représentants d'institutions publiques, des organisations non gouvernementales, des universités, des institutions vétérinaires, des zoos, des jardins botaniques, des publicitaires, ou encore, des éducateurs. A partir de là, une vaste gamme de connaissances est couverte (IUCN/SSC, 1998).

Cependant, une équipe si large sous-entend qu'il est nécessaire de clairement définir les structures qui prennent les décisions (Kleiman D., Beck B., 1994). En effet, une telle équipe, aux intérêts différents, engendre obligatoirement des sources de conflits. Afin de concilier ces oppositions, les structures et les procédures qui tranchent doivent être posées à l'avance.

De plus, un programme de réintroduction doit clairement définir les méthodes qui permettent d'évaluer les résultats, sur le court et le long terme. Se pose alors la

question de comment évaluer le succès (ou l'échec) ? Quels critères utiliser (Seddon P., 1999) ?

Le succès d'une réintroduction ne peut se limiter à l'établissement d'une population viable, indépendante de l'homme, dans le milieu sauvage (Keliman D., *et al.*, 1991).

Cette notion d'évaluation est intimement liée au problème de l'échelle de temps. En effet, un programme de réintroduction prévoit une durée d'action qui n'est pas nécessairement la même prévue pour évaluer le succès. Cette notion d'évaluation du succès sera développée dans la partie suivante (cf. IV).

Il faut ensuite réunir les financements couvrant toutes les étapes du programme. Ces investissements doivent être garantis. Là encore, il est important d'avoir planifié de manière détaillée l'intégralité des étapes du programme afin de ne pas rencontrer de difficultés financières, pendant le projet, qui le compromettrait. Un bon exemple d'évaluation économique d'un programme est donné par Kleiman D. *et al.* (1991) concernant le Programme de Conservation du Tamarin Lion Doré (*Leontopithecus rosalia*).

Par la suite, il faut élaborer le programme du lâcher (cf. 1.3). Chaque événement de réintroduction doit faire l'objet d'une préparation minutieuse et d'une rigueur dans le relevé des données précédant et suivant le lâcher (Griffith B., *et al.*, 1994).

De même il est nécessaire de prévoir la disponibilité du stock (cf. 1.5).

En fonction de ces deux variables, les étapes de réintroduction doivent être bien déterminées car pour l'organisation, il est complètement différent de lâcher 40 individus d'un coup plutôt que de faire 2 lâchers de 20 animaux par exemple.

Associé à la planification du lâcher, il faut élaborer des itinéraires pour acheminer les individus sur le site ainsi que les périodes de l'année auxquelles vont être réalisés les lâchers. Certaines espèces animales peuvent mal supporter le stress infligé par le transport. Il faut également être prudent sur les périodes du lâcher car les conditions du site peuvent être très différentes du moment où elles ont été évaluées.

De même, les individus doivent être préparés au lâcher. Il faut les acclimater à la zone. Dans le cas d'animaux issus de population captives, un apprentissage, parfois long et coûteux, doit être prévu (cf. 1.5).

La stratégie du lâcher comprend donc de nombreux points à étudier : la disponibilité du stock, l'acclimatation, l'éducation des comportements, le nombre d'individus, la composition du groupe, le mode, l'itinéraire d'acheminement, les techniques et l'étalement du lâcher.

Il faut également vérifier l'état de santé de la population devant être relâchée. Tout projet de réintroduction doit être accompagné d'une analyse des risques de maladies (Beck B., *et al.*, 2007). Des mesures vétérinaires ou horticoles appropriées doivent être prises (IUCN/SSC, 1998).

Les risques de maladies sont souvent accentués pendant une réintroduction en raison de la proximité de l'homme et des animaux, du stress des conditions, ou encore du transport, même sur une courte période, qui peut exposer les individus à



des agents pathogènes pour lesquels ils ne possèdent pas expérience immunologique (Mathews F., *et al.*, 2006).

Des animaux réintroduits peuvent importer de nouveaux parasites qui peuvent avoir des conséquences indésirables pour les autres espèces du site de réintroduction. En aucun cas une réintroduction ne doit mettre en péril les autres populations (Kleiman D., Beck B., 1994).

Une maladie peut causer la mort, augmenter la susceptibilité à la prédation ou à d'autres maladies, diminuer les capacités reproductrices, ou une combinaison de ces points (Cunningham A., 1996). Dans certains cas, la vaccination contre des maladies communes, endémiques ou épidémiques, est recommandée.

Il est également préférable de contrôler la santé des espèces proches dans la zone de réintroduction.

Quoi qu'il en soit, il faut formuler un plan de gestion de la santé qui permet d'évaluer les risques sanitaires et qui prévoit les différentes actions à prendre, avant, pendant et après le lâcher (Beck B., *et al.*, 2007).

Enfin, il est nécessaire de développer un programme d'éducation à la conservation afin de sensibiliser les différentes parties, notamment les populations locales, et d'obtenir un soutien à long terme du projet (cf. II. 2).

Dans les lignes directrices relatives à la réintroduction des grands singes, Beck B. et al. (1998) présentent un arbre décisionnel afin d'identifier clairement les étapes préalables à la mise en place d'un programme. Cet arbre est présenté en annexe.

#### **IV - ACTIVITES APRES LE LACHER**

Un suivi après le lâcher doit être conduit, pour tous les individus (ou un échantillon) (IUCN/SSC, 1998). Il faut comprendre quels sont ceux qui survivent et pourquoi.

La surveillance après le lâcher, sur le long terme, est une des parties les plus importante d'un projet de réintroduction (Beck B., *et al.*, 2007). Ce suivi peut être difficile et onéreux mais il permet d'établir une documentation précise des résultats, et ainsi d'affiner les procédures.

Cette surveillance doit inclure des observations comportementales des individus pour leur alimentation, les interactions sociales, les cycles d'activité, la démographie du stock, et tous les paramètres qui permettent de mesurer la réussite d'une adaptation (Kleiman D., Beck B., 1994). Il faut également recenser et analyser la mortalité de la population, et, lorsque cela est possible, procéder à une autopsie (Cunningham A., 1996). Les réintroductions présentant généralement des taux de mortalité supérieurs aux taux naturels, les chercheurs doivent être préparés à justifier ces morts en termes de gain sur le long terme pour l'espèce (Kleiman D., 1989).

L'habitat doit lui aussi continuer à être protégé et il est possible de mesurer sa



qualité en utilisant directement des données après lâcher sur la survie et la reproduction de la population (Armstrong D., Seddon P., 2007).

De plus, il faut définir la durée sur laquelle va s'effectuer la surveillance. Celle-ci doit nécessairement s'effectuer sur une période importante. La difficulté est que la durée d'un programme est généralement inférieure au temps pendant lequel il faut réaliser la surveillance (Jule K., *et al.*, 2008). Historiquement, il est arrivé plusieurs fois que des projets, considérés comme réussis après une période de 5 ans, ont vu leur effectif de population décliner la sixième année (Wolf C., *et al.*, 1996).

Seul le temps est capable de dire si le projet a réussi.

Cependant, se pose alors le problème de la définition du succès. De nombreuses définitions du succès ont été discutées comme la reproduction de la première génération née en milieu sauvage, l'hypothétique population sauvage d'au moins 500 individus, ou encore l'établissement d'une population viable indépendante (Seddon P., 1999).

Le thème clé est de savoir comment évaluer ce succès. En fonction des objectifs d'un programme et de l'espèce étudiée, les réponses diffèrent.

Dans tous les cas, toutes les données collectées après le lâcher permettent, si nécessaire, de réviser le projet, de le rééchelonner voir de l'interrompre (IUCN/SSC, 1998). Il serait idéal de lâcher un groupe d'individus qui survit, se reproduit et établit une population viable indépendante avec une forte probabilité de persistance sur le long terme, le tout sans soutien après lâcher. Cette idée n'est malheureusement pas raisonnable (Seddon P., 1999).

L'importance du suivi après lâcher ne se résume pas à évaluer le statut actuel de la population mais à régulièrement évaluer le degré d'intervention nécessaire pour assurer la pérennité du programme.

Par exemple, après l'échec de la réintroduction du méliophage hihi (*Notiomystis cincta*) en Nouvelle-Zélande, l'évaluation après lâcher a permis d'identifier un manque de disponibilité en nourriture. Par la suite une série de suppléments alimentaires a été expérimentée.

Ce type de gestion adaptative permet de faciliter le succès d'un programme et d'identifier un facteur limitant qui n'avait pas nécessairement été considéré au préalable (Armstrong D., *et al.*, 2007).

## CONCLUSION

Depuis le début des années 1980, les programmes de réintroduction sont en constante augmentation tous les ans. La majorité des projets s'intéresse aux espèces charismatiques, pour lesquelles il est souvent plus facile de trouver des financements, au détriment d'espèces présentant des statuts plus menacés comme les poissons, les amphibiens, les reptiles, les invertébrés et les plantes. Les projets surreprésentés à l'heure actuelle concerne les ongulés et les carnivores (Jule K., *et al.*, 2008).

Historiquement, les programmes de réintroduction ont connu un faible taux de réussite (Armstrong *et al.*, 2007). Les projets utilisant des animaux capturés dans le milieu sauvage présentent une meilleure réussite que ceux utilisant des animaux nés en captivité (Jule K., *et al.*, 2008 ; Wolf C., *et al.*, 1996). Afin d'améliorer cette situation, il est nécessaire qu'une meilleure documentation soit disponible et que les succès comme les échecs soient également illustrés dans la littérature (Griffith B., *et al.*, 1989).

De nombreux domaines sont à améliorer comme l'évaluation du succès d'un programme, sur le long terme, ou encore l'échelle de temps sur laquelle s'échelonne un projet.

Les nouvelles technologies comme la modélisation de la dynamique des populations ou l'utilisation des Systèmes d'Information Géographique offrent de nouvelles opportunités de travaux (Seddon P., *et al.*, 2007).

Néanmoins, l'amélioration des conditions biopolitiques, la recherche de financements sur le long-terme et la création d'équipes multidisciplinaires sont autant de points qui permettront d'améliorer les succès de programmes. De même, il est nécessaire d'augmenter les efforts de communications entre les différents acteurs.

Il semble clair aujourd'hui que la biologie de la réintroduction constitue une discipline scientifique distincte. Parmi les nombreux moyens de gestion des espèces menacées, la biologie de la réintroduction semble être devenue un outil clé. Elle offre d'importantes possibilités de travaux pour les années futures, puisque de très nombreux facteurs sont encore mal compris. Une des priorités reste le développement de lignes directrices détaillées en fonction des espèces étudiées.

Enfin, cette science émergente de la biologie de la réintroduction peut être associée de façon raisonnée dans le domaine déjà bien établi de l'écologie de la restauration (Lipsey M., *et al.*, 2007). Afin d'éviter de se focaliser exclusivement sur une espèce en particulier, il pourrait être enrichissant d'avoir une approche plus générale, au niveau de l'écosystème. Le défi reste de savoir comment intégrer efficacement ces deux disciplines.

## **BIBLIOGRAPHIE**

- Allen W.H., 1994. Reintroduction of endangered plants. *BioScience*, 44 (2) : 65-68.
- Armstrong D.P., Castro I., Griffiths R., 2007. Using adaptative management to determine requirements of re-introduced populations: the case of the New Zealand hihi. *Journal of Applied Ecology* 44 : 953-962.
- Armstrong D.P., Seddon P.J., 2007. Directions in reintroduction biology. *Trends in Ecology and Evolution*, 23 (1) : 20-25.
- Aveling R., Mitchell A., 1982. Is rehabilitating orang utans worthwhile? *Oryx* 16 : 263-271.
- Beck B., *et al.*, 2007. Best Practice Guidelines for the Re-introduction of Great Apes. Gland, Switzerland: SSC Primate Specialist Group of the World Conservation Union. 48pp.
- Booth W., 1988. Reintroducing a Political Animal. *Science* 241 : 156-157.
- Borner M., 1985. The rehabilitated chimpanzees of Rubondo Island. *Oryx* 19 : 151-154.
- Cunningham A.A., 1996. Disease Risks of Wildlife Translocations. *Conservation Biology* 10 (2) : 349-353.
- Fischer J., Lindenmayer D.B., 2000. An assessment of the published results of animal relocations. *Biological Conservation*, 96 (1) : 1-11.
- Griffith B., *et al.*, 1989. Translocation as a Species Conservation Tool: Status and Strategy. *Science*, 245 : 477-480.
- Hardman B., Moro D., 2006. Optimising reintroduction success by delayed dispersal: Is the release protocol important for hare-wallabies? *Biological Conservation* 128 (3) : 403-411.
- IUCN, 1998. Guidelines for Re-introductions. Prepared by the IUCN/SSC Re-introduction Specialist Group. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 10pp.
- Jule K.R., Leaver L.A., Lea S.E.G., 2008. The effects of captive experience on reintroduction survival in carnivores: A review and analysis. *Biological Conservation*, 141 (2) : 355-363.
- Kleiman D.G., 1989. Reintroduction of Captive Mammals for Conservation. *BioScience*, 39 (3) : 152-161.
- Kleiman D.G., *et al.*, 2000. Improving the Evaluation of Conservation Programs. *Conservation Biology*, 14 (2) : 356-365.
- Kleiman D.G., Stanley Price M.R., Beck B.B., 1994. Criteria for reintroductions. *In*:

Olney P.J.S, Mace G.M., Feistener A.T.C., editors. Creative conservation: interactive management of wild and captive animals. Chapman and Hall, New York. p. 287-303.

Keliman D.G., Beck B.B., Dietz J.M., Dietz L.A., 1991. Costs of a re-introduction and criteria for success: accounting and accountability in the Golden Lion Tamarin Conservation Programme. *In* : Gipps J.H.W., editors. Beyond Captive Breeding: Re-introducing Endangered Mammals to the Wild. Symposia Zoological Society of London No. 62, Clarendon Press, Oxford, p. 125-142.

Komers P.E., Curman G.P., 2000. The effect of demographic characteristics on the success of ungulate re-introductions. *Biological Conservation*, 93 (2) : 187-193.

Leaper R., Massei G., Gorman M.L., Aspinall R., 1999. The feasibility of reintroducing wild boar (*Sus scrofa*) to Scotland. *Mammal Review*, 29 : 239-259.

Leberg P.L., 1993. Strategies for Population Reintroduction: Effects of Genetic Variability on Population Growth and Size. *Conservation Biology*, 7 (1) : 194-199.

Lipsey M.K., Child M.F., Seddon P.J., Armstrong D.P., Maloney R.F., 2007. Combining the Fields of Reintroduction Biology and Restoration Ecology. *Conservation Biology* 21 (6) : 1387-1390.

Mathews F., et al., 2006. Health surveillance in wildlife reintroductions. *Biological Conservation*, 131 (2) : 338-347.

Reading R.P., Clark T.W., Griffith B., 1997. The influence of valuations and organizational considerations on the success of rare species translocations. *Biological Conservation* 79 (2) : 217-225.

Sarrazin F., Barbault R., 1996. Reintroduction: challenges and lessons for basic ecology. *TREE*, 11 : 474-478.

Seddon P.J., 1999. Persistence without intervention: assessing success in wildlife reintroductions. *TREE*, 14 (12) : 503.

Seddon P.J., Armstrong D.P., Maloney R.F., 2007. Developing the Science of Reintroduction Biology. *Conservation Biology*, 21 (2) : 303-312.

Taylor S.S., Jamieson I.G., Armstrong D.P., 2005. Successful island reintroductions of New Zealand robins and saddlebacks with small numbers of founders. *Animal Conservation* 8 : 415-420.

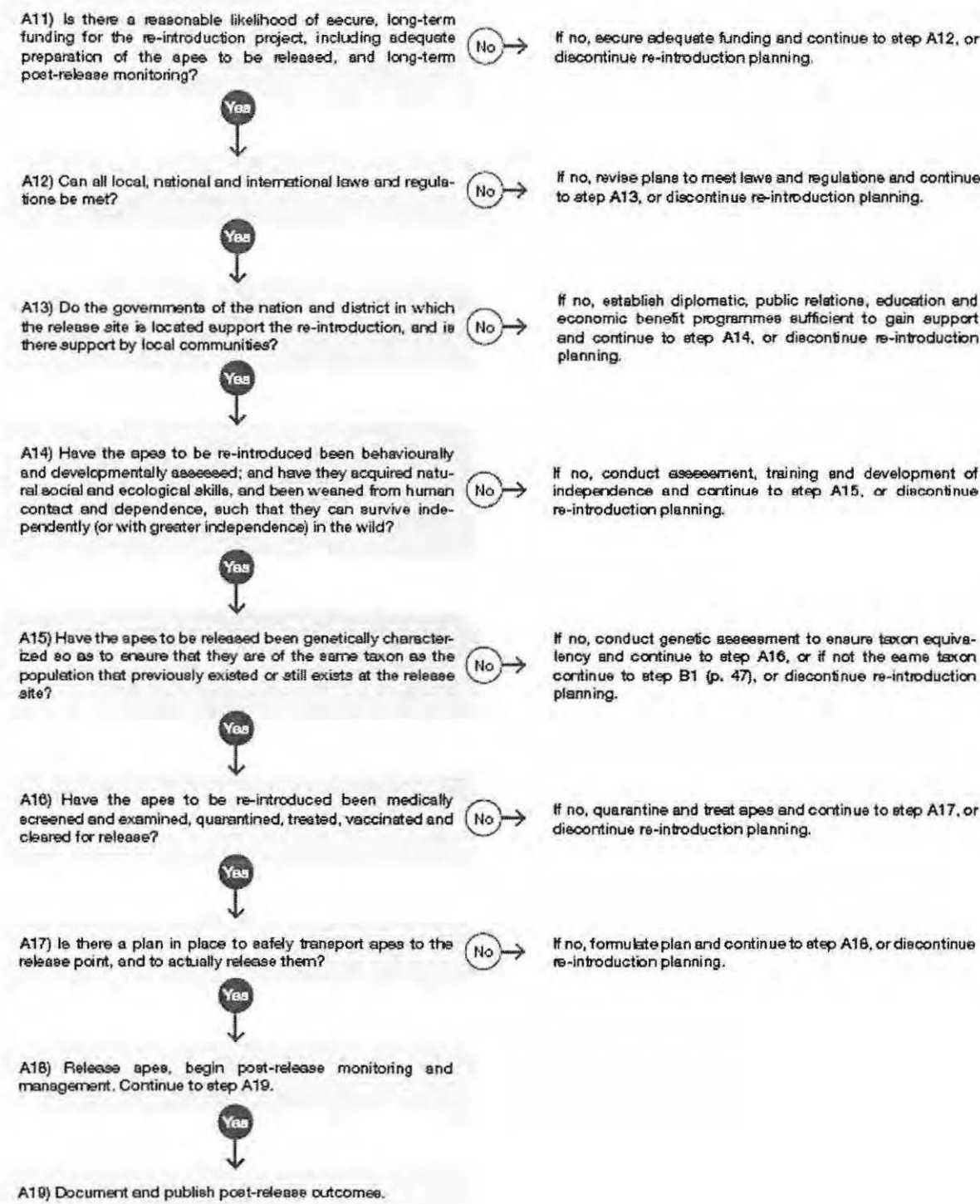
Thatcher C.A., Van Manen F.T., Clark J.D., 2006. Identifying Suitable Sites for Florida Panther Reintroduction. *Journal of Wildlife Management* 70 (3) : 752-763.

Wolf C.M., et al., 1996. Avian and mammalian translocations: update and reanalysis of 1987 survey data. *Conservation Biology* 10 (4) : 1142-1154.

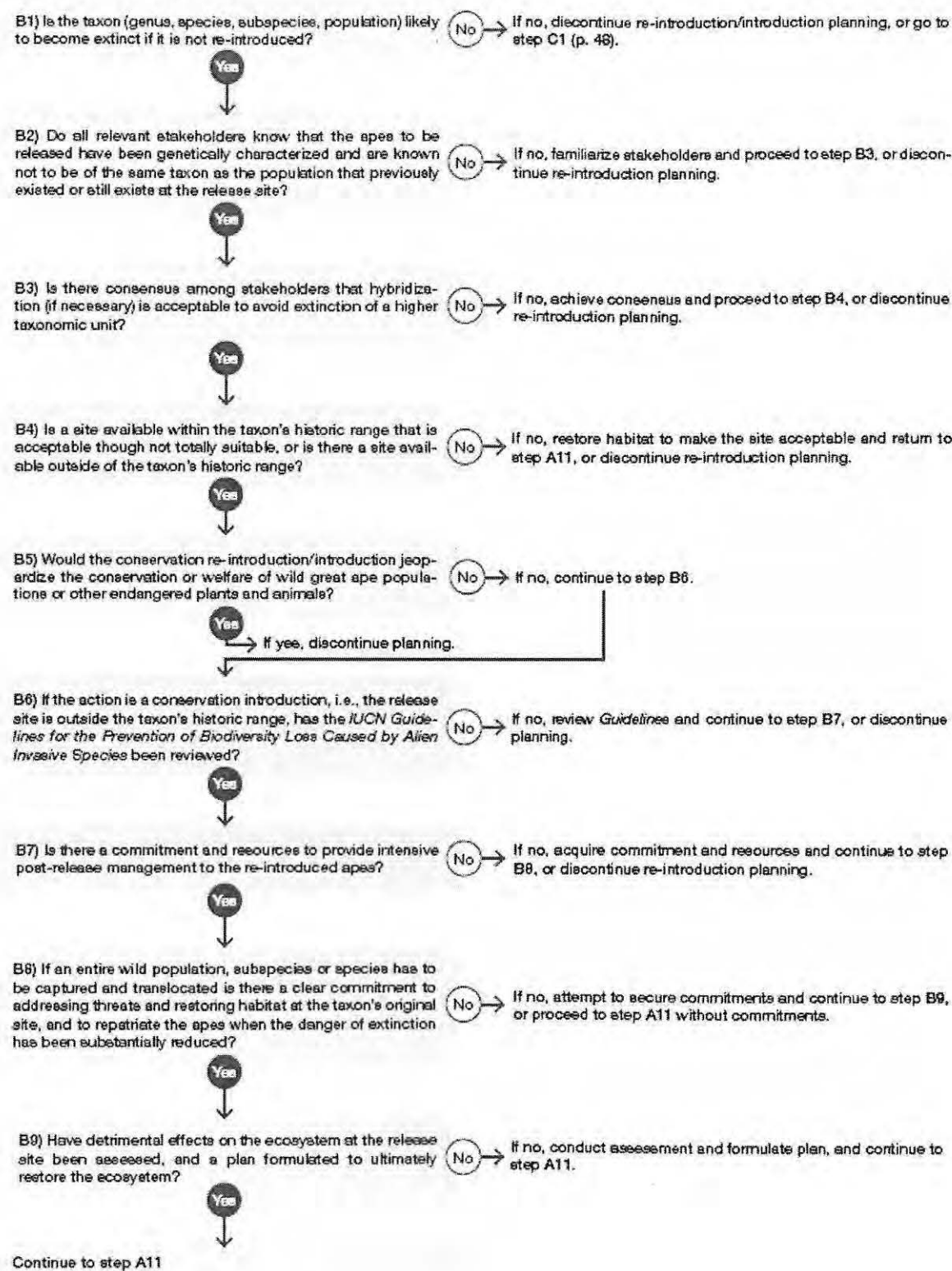


**ANNEXE** : tirée de Beck B. et al. (2007) Best Practise Guidelines for the Re-introduction of Great Apes

Section A: General, continued



Section B: Conservation Re-introduction (within historic range) or Conservation Introduction (outside historic range)



## Section C: Welfare Re-introduction/Introduction

C1) Is there a need for a welfare re-introduction (within the taxon's historic range) or introduction (outside of the taxon's historic range), i.e., is there a reasonable certainty that the well-being of a captive group of apes would be substantially increased by moving them out of their sanctuary or captive facility to a semi free-ranging environment?

No

If no, expand and improve sanctuary space to provide humane lifetime care.

Yes

C2) Is a release site available with minimally suitable habitat?

No

If no, restore habitat to make it acceptable and then continue to step C3, or discontinue planning.

Yes

C3) Would the welfare re-introduction/introduction jeopardize the conservation or welfare of wild ape populations or other endangered plants and animals?

No

If no, continue to step C4.

Yes

If yes, discontinue planning.

C4) If the action is a welfare introduction, i.e., the release site is outside the taxon's historic range, has the *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss Caused by Alien Invasive Species* been reviewed?

No

If no, review *Guidelines* and continue to step C5, or discontinue planning.

Yes

C5) Is there a commitment and resources to provide long-term intensive post-release management to the re-introduced apes?

No

If no, acquire commitment and resources and continue to step C6, or discontinue re-introduction planning.

Yes

C6) Can the release area and the apes be adequately protected?

No

If no, take measures to assure protection and continue to step C7, or discontinue planning.

Yes

C7) Is an expert, multi-disciplinary team in place to plan and guide the welfare re-introduction/introduction?

No

If no, establish team and continue to step C8, or discontinue planning.

Yes

C8) Is there a compilation of the socioecological, behavioural, and biomedical knowledge of the taxon?

No

If no, compile literature review and return to step A11, or discontinue planning.

Yes

Continue to step A11.